退化沙质草地恢复过程中植被生物量变化及其与土壤碳的关系

周 静[1]， 孙永峰[2]， 丁杰萍[1]， 白浩江[3]， 马 祥[4]， 王旭洋[3]， 罗永清[3]

（1. 甘肃省生态环境科学设计研究院，甘肃 兰州 730020；2. 中国市政工程西北设计研究院有限公司，甘肃 兰州 730000；3. 中国科学院西北生态环境资源研究院，甘肃 兰州 730000；4. 青海大学畜牧兽医科学院，青海 西宁 810016）

摘 要： 植物生物量分配特征及其向土壤中的物质输入是退化沙质草地生态系统恢复，尤其是土壤碳含量增加的关键环节。本研究以科尔沁沙地不同恢复阶段的流动沙丘、半固定沙丘、固定沙丘和封育草地为研究对象，调查分析草本植被生物量分配特征、根系性状和土壤理化性质特征，厘清生物量分配特征和根系性状与土壤碳的相互关系。结果发现：随着沙化草地逐步恢复，植被地上生物量、根系生物量、地表凋落物以及地下残体均呈显著的增加趋势（$P<0.01$），相对于沙化严重的流动沙丘，半固定沙丘、固定沙丘和封育草地的植物总干物质（生物量+凋落物）分别增加了11.0%、116.3%和151.2%。与生物量变化趋势相同，土壤碳含量随沙化草地的逐步恢复显著增加（$P<0.05$），其中0~10 cm层的增加速率高于10~20 cm层。结构方程模型（SEM）分析显示，0~10 cm层土壤碳含量受地表凋落物、地下残体和根表面积3个因素的影响，10~20 cm层土壤碳含量仅受地下残体和根表面积两个因素的影响，同时，两层土壤碳含量均与地上生物量无显著的关系。研究结果表明，在退化沙质草地恢复过程中，土壤碳含量主要受凋落物输入以及根系性状的影响，而与地上生物量无直接关系。

关键词： 退化沙质草地；土壤碳含量；植物生物量；凋落物；根系性状

草地是地球上最重要的陆地生态系统之一，具有固碳释氧、涵养水源、调节气候、防风固沙等生态效益以及食物生产等社会经济效益。由于人类活动增强、自然气候变化等多种因素的影响，自上世纪以来，我国北方草地出现了不同程度的退化。相关研究表明，北方沙漠化土地自上世纪50年代后期到2000年一直处于加速发展的趋势[1]。土地沙漠化可引起生态系统结构变化与功能衰退，如植被生产力下降、物种多样性降低、生态系统碳固存能力减弱等，同时也产生家畜生产力降低、沙尘暴增加等经济与环境问题[2]。自上世纪中期以来，国家与地方开展了“三北”防护林体系建设工程等重大生态治理措施。在这一系列生态治理措施的推动下，我国北方退化沙质草地得到了有效的恢复。1999—2014年，我国流动沙地（丘）面积净减少2.84×10^4 km^2[3]；2014—2019年，全国沙漠化土地面积净减少3.34×10^4 km^2[4]。由此在防风固沙、水文调控和土壤保育等生态服务功能方面产生了巨大效益[5-6]。然而，由于生态工程建设与区域资源禀赋及经济发展的契合度不足，如农业扩张背景下水资源可利用性降低等问题，导致已恢复草地植被-土壤系统生态功能稳定性下降[7-8]。因此，深入研究退化沙质草地恢复序列上植被-土壤系统各个要素间相互关系，明确关键生态系统功能指标的驱动机制，可为针对性生态恢复管理措施制定以及区域生态系统服务功能提升提供理论依据。

碳固存是草地生态系统土壤的重要功能之一。土壤碳固存受植被生产力、根系周转、凋落物生产与分配等植被过程的影响。在退化沙质草地，植被恢复显著促进了土壤碳固存能力的提升，植被

收稿日期： 2023-03-11； **修订日期：** 2023-05-23

基金项目： 国家自然科学基金项目（42242005，31500369）；甘肃省自然科学基金项目（23JRRA663）；中国科学院青年创新促进会项目和中国科学院科技扶贫项目（E129050203）

作者简介： 周静（1981-），女，副高级工程师，主要从事生态环境保护方面的研究. E-mail: fallzhouj@aliyun.com

通讯作者： 罗永清. E-mail: luoyongqing@nieer.ac.cn

生产力被认为是影响土壤碳储量的重要因素[9]。但也有研究表明,植被生产力与土壤碳含量的相关性不显著[10]。另外,细根长度、根表面积等根系性状与土壤碳储量的线性关系虽已得到验证[11],但根系性状间的相互关系、各性状对土壤碳的具体贡献等内在机制尚不清楚。同时,在退化沙质草地恢复过程中,凋落物对土壤碳固存的影响机制,尤其是凋落物输入过程对土壤碳的具体影响过程仍不明确[10]。因此,生物量分配、植物关键性状及其与土壤碳含量的系统性研究,有助于深入了解退化沙质草地土壤碳固存过程,从而为区域碳收支的模型评估,以及后续生态系统碳固存潜力提升提供理论支撑。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

本研究于地处科尔沁沙地中南部的内蒙古通辽市奈曼旗(42°55′~42°57′N,120°41′~120°45′E,平均海拔340~350 m)进行(图1)。该区为温带大陆性气候,年降水量335 mm,冬春季干旱,大风日数20~60 d,夏季多雨,降水主要集中在6—8月。年均蒸发量1500~2500 mm,年均气温6.7 ℃。土壤类型主要为风沙土。土壤碳含量以有机碳为主,0~10 cm层(围封草地)有机碳和无机碳含量分别为1.04 $g\cdot kg^{-1}$和0.07 $g\cdot kg^{-1}$[12]。上世纪以来,受人类活动(尤其是放牧)的强烈干扰,该地区流动沙丘面积高达69.5%,上世纪90年代以来,由于休牧、禁牧等一系列保护性政策的实施,当地植被得到了不同程度的



图1 研究区位置示意图

Fig. 1 Location of the study area

恢复,由此形成了典型的坨甸交错的沙化草地景观,地貌类型包括流动沙丘、半固定沙丘、固定沙丘,以及封育年限>25 a的封育草地。研究区优势灌木主要有小叶锦鸡儿(*Caragana microphylla*)、黄柳(*Salix gordejevii*)和差不嘎蒿(*Artemisia halodendron*),草本以糙隐子草(*Cleistogenes squarrosa*)、白草(*Pennisetum centrasiaticum*)、大果虫实(*Corispermum maorocarpum*)、猪毛菜(*Salsola collina*)、狗尾草(*Setaria viridis*)等为主。已有研究表明,在科尔沁沙地,土地沙漠化及其恢复过程中,土壤碳氮变化主要出现在地下0~20 cm范围[9,12],因此,本研究以0~20 cm层的土壤碳含量为对象开展研究。

1.2 试验设计与采样

在生长季的高峰期(2018年7月中旬至8月中旬),根据研究区主要沙化草地类型及其分布面积比例,参照赵哈林等[13]的沙丘固定程度评价指标,沿沙化草地恢复不同阶段,选择流动沙丘(MD)、半固定沙丘(SFD)、固定沙丘(FD)和年限>25 a的封育草地(FG)为调查对象,共计选择165个调查样点,分别进行生物量、凋落物量和土壤碳含量调查(各类型样地样点数量和植被信息见表1)。

在每个调查样点,随机设置1个1 m×1 m的植被调查样方。在紧贴地面剪取样方内的地上生物量装入布袋以后,将地表的凋落物收集在布袋中,带回实验室。在样方内地上生物量与地表凋落物收集完成以后,沿对角线设置3个采样点,用根钻(直径100 mm)分0~10 cm和10~20 cm层分别采集地下生物量样品,同层样品混合后装入布袋后带回实验室。此后,每个样方内按照梅花布点法设置5个采样点,用土钻(直径28 mm)分别钻取0~10 cm层和10~20 cm层的土壤样品,同层样品混合后装入自封袋带回实验室,用于土壤理化性质分析。

1.3 室内分析

(1) 地上部分,带回实验室的地上生物量与地表凋落物经自来水冲洗并风干以后,置于烘箱中65 ℃烘干48 h,分别测定地上生物量与地表凋落物的量。

(2) 地下部分,将根钻获取的样品用自来水冲洗,弃去泥沙以后,根据形状、颜色、弹性等手动分拣出活的植物根系,其余部分为地下残体。地下残体烘干(65 ℃,48 h)后称重。筛选出的植物根系自然风干以后,用扫描仪对各个样点的根系样品进行扫描(HP G4010,像素200 dpi)。扫描后用WinRHI-

表1　科尔沁沙地不同恢复阶段沙化草地植被盖度及主要物种组成

Tab. 1　Vegetation coverage and main species composition at different stages during the restoration of degraded sandy grassland in Horqin Sandy Land

类型	样点数量	植被盖度/%	主要物种
流动沙丘	70	5~15	**黄柳**(*Salix gordejevii*)，**差不嘎蒿**(*Artemisia halodendron*)，**小叶锦鸡儿**(*Caragana microphylla*)，沙米(*Agriophyllum squarrosum*)，狗尾草(*Setaria viridis*)
半固定沙丘	50	30~50	**差不嘎蒿**(*Artemisia halodendron*)，**小叶锦鸡儿**(*Caragana microphylla*)，大果虫实(*Corispermum maorocarpum*)、猪毛菜(*Salsola collina*)、五星蒿(*Bassia dasyphylla*)
固定沙丘	31	50~75	**小叶锦鸡儿**(*Caragana microphylla*)，糙隐子草(*Cleistogenes squarrosa*)、白草(*Pennisetum centrasiaticum*)，黄蒿(*Artemisia scoparia*)
封育草地	14	60~80	**兴安胡枝子**(*Lespedeza daurica*)，白草(*Pennisetum centrasiaticum*)，糙隐子草(*Cleistogenes squarrosa*)，黄蒿(*Artemisia scoparia*)，鹅绒委陵菜(*Potentilla anserina*)，扁蓿豆(*Melissitus ruthenicus*)，蒺藜(*Tribulus terresters*)、牻牛儿苗(*Erodium stephanianum*)

注：黑色加粗字体表示灌木，其余为草本。

ZO软件(Régent, Canada)进行处理，获取根系长度、根表面积、根体积等数据。

(3) 土壤样品，土壤样品风干后过孔径2 mm的筛去除杂质，研磨过后用元素分析仪(Vario Macro cube, Elementar, Germany)测定土壤碳含量[11]。

1.4　数据分析

数据分析采用SPSS 20.0和R语言完成。其中不同恢复阶段的干物质分配用单因素方差分析(one-way ANOVA)完成，不同恢复阶段和深度的植物根系性状和土壤碳含量用二因素方差分析法(two-way ANOVA)进行。土壤碳含量与植被干物质分配及根系性状的关系用R语言中的lavaan包完成。文中图和表中的数据为平均值±标准误。

2　结果与分析

2.1　退化沙质草地恢复过程中的植被干物质变化

植被干物质变化分析表明(表2)，随沙漠化土地恢复，凋落物、生物量等各个组分的干物质均有了显著的增加($P<0.05$)。相对于流动沙丘，封育草地的地表凋落物、地下残体、地上生物量和根系生物量分别增加了361.1%、105.5%、252.4%和196.1%。另外，在退化沙质草地恢复的前期，即从流动沙丘到半固定沙丘阶段，植被干物质的增加相对缓慢，除地表凋落物和地上生物量显著增加($P<0.05$)以外，其余部分的差异性均不显著($P>0.05$)。

从各组分干物质的比例来看，随着退化沙质草地的恢复，地下部分(根系生物量+地下残体)有明显的减少趋势(图2a)，其中主要为地下残体的减少，而地上部分(地表凋落物+地上生物量)的比例逐渐增加(图2b)。

2.2　根系性状

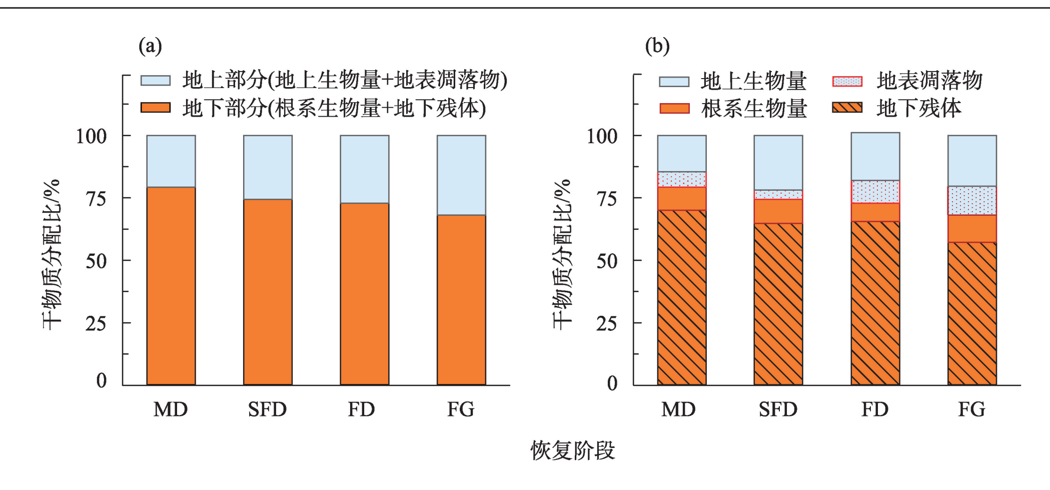
根系性状分析表明，随着退化沙质草地的恢复，不同根系性状的变化存在差异性，且不同深度的变化不同(图3)。其中，0~10 cm层和10~20 cm层

表2　退化沙质草地恢复不同阶段的植被干物质变化

Tab. 2　Vegetation dry matter variation at different stages during the restoration of degraded sandy grassland　/(g·m^{-2})

	流动沙丘(n=70)	半固定沙丘(n=50)	固定沙丘(n=31)	封育草地(n=14)
地表凋落物	21.51±2.90a	14.61±2.15b	67.08±12.75c	99.20±16.68d
地下残体	240.74±24.41a	247.27±28.66a	487.85±53.05b	494.73±57.74c
总凋落物	262.25±26.69a	261.89±29.12a	546.55±60.58b	593.92±67.84c
根系生物量	31.83±2.85a	36.77±4.09a	54.64±8.10b	94.26±16.39b
地上生物量	49.90±5.09a	83.19±5.29b	142.82±10.00c	175.84±14.35d
总生物量	81.73±5.85a	119.96±6.85a	197.46±13.89b	270.10±19.32c
总干物质	343.98±29.71a	381.84±32.69a	744.00±68.19b	864.03±74.88c

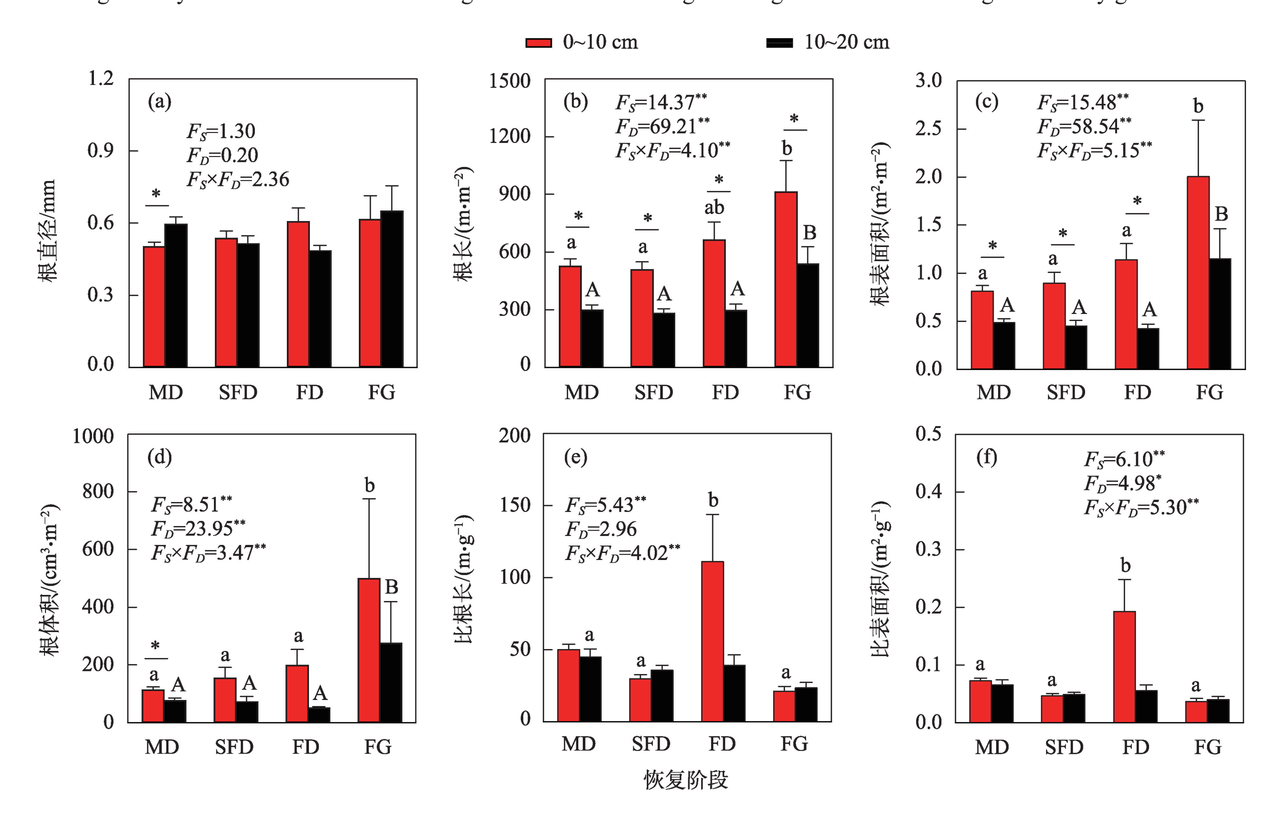
注：地下残体为埋藏于土壤中的植物残体，包括被沙埋的地上部分凋落物和根系周转形成的根系凋落物；总凋落物为地表凋落物和地下残体的总和；总生物量为地上生物量和根系生物量的总和；总干物质为总生物量和总凋落物的总和。表中相同小写字母表示不同恢复阶段间的差异性在0.05水平上不显著。



注:MD、SFD、FD和FG分别表示流动沙丘、半固定沙丘、固定沙丘和封育草地。下同。

图2 退化沙质草地恢复不同阶段的植被干物质分配比例

Fig. 2 Dry matter allocation ratio of vegetation at different stages during the restoration of degraded sandy grassland



注:相同小写字母表示0~10 cm层各恢复阶段的差异在0.05水平上不显著;相同大写字母表示10~20 cm层各恢复阶段的差异在0.05水平上不显著;F_S表示不同恢复阶段的差异显著性,F_D表示不同深度的差异显著性,$F_S×F_D$表示恢复阶段与深度的交互效应的显著性,*和**分别表示在0.05和0.01水平上的差异达到显著性水平。

图3 退化沙质草地恢复不同阶段的植物根系性状

Fig. 3 Plant root traits at different stages during the restoration of degraded sandy grassland

根系直径在各个恢复阶段均无显著差异(P>0.05)。根系长度和根表面积随着恢复梯度均显著增加(P<0.05),0~10 cm层的增幅高于10~20 cm层,且在同一恢复阶段均有显著的垂直差异(P<0.05)。对于根系体积,在0~10 cm层,随着恢复梯度显著增加(P<0.05),但在10~20 cm层,流动沙丘、半固定沙丘和固定沙丘三者间的差异不显著(P>0.05),由于根系长度的增加(图3b),导致封育草地根系体积显著增加(图3d)。与上述性状不同,根系的比根长和比表面积除固定沙丘显著高于其他恢复阶段以外(P<0.05),流动沙丘、半固定沙丘和封育草地间的差异不显著(P>0.05)。

2.3　退化沙质草地恢复过程中的土壤碳含量变化

随着退化沙质草地的恢复，土壤碳含量显著增加（$P<0.05$），这种增加在0~10 cm层更明显（表3）。相对于流动沙丘，半固定沙丘、固定沙丘和封育草地0~10 cm层土壤碳分别增加了33.3%、62.0%和339.3%。而在10~20 cm层，半固定沙丘、固定沙丘和封育草地0~10 cm层土壤碳分别比流动沙丘高16.7%、119.4%和208.3%。另外，土壤碳含量也存在显著的垂直差异，10~20 cm层土壤碳含量显著低于0~10 cm层（$P<0.05$）。

2.4　退化沙质草地土壤碳与植被的关系分析

结构方程模型筛选后的结果表明（图4），地上生物量与土壤碳含量的直接关系以及通过凋落物或根系生物量的间接关系均不显著，而根系生物量仅通过地下残体和根表面积两个因素的间接效应影响着土壤碳的含量。另外，不同深度土壤碳含量对各个因子的响应关系存在差异性。其中0~10 cm层土壤碳含量受地表凋落物、地下残体以及根表面积3个因素共同影响，而10~20 cm层土壤碳含量仅受地下残体和根表面积两个因素的影响。此外，各个因素对不同层土壤碳含量影响的大小也存在差异性，0~10 cm层土壤碳主要受凋落物输入影响，地表凋落物和地下残体与土壤碳含量的路径系数分别为0.314和0.358，且达到0.01水平上的显著性，根表面积与土壤碳含量的路径系数相对较小。而对于10~20 cm层土壤碳含量，根表面积对其贡献相对较大，且地表凋落物与土壤碳含量的路径系数不显著。

3　讨 论

3.1　恢复过程及重要性

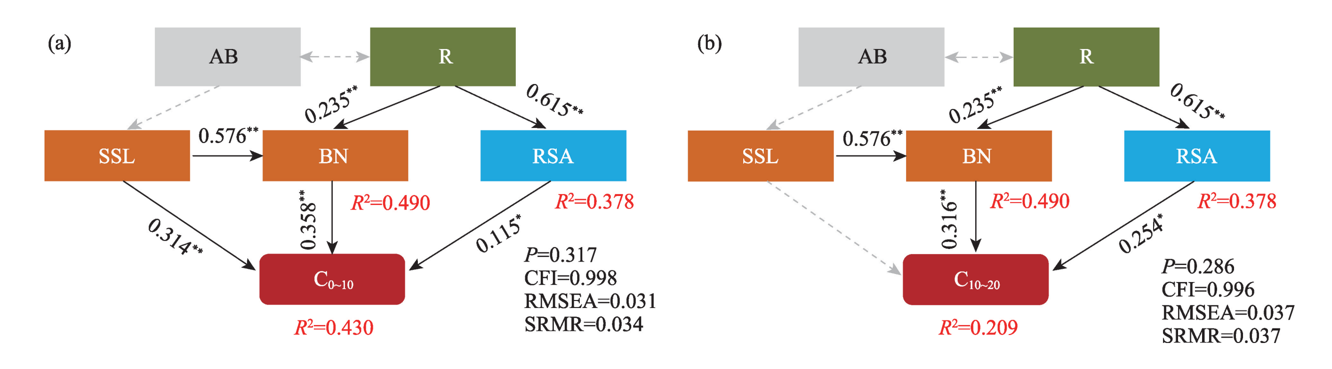
人类活动是科尔沁沙地土地沙漠化的重要驱动因素[2,7,12]。自上世纪中期以来，过度放牧与樵采、不合理的土地利用方式转变等因素导致了科尔沁沙地的退化[2]。同时，该区域相对于其他沙区，有较好的水热资源条件，有效的保护措施可促进退化沙地的快速恢复[2]。禁牧围封是退化草地修复的主要措施之一，也是科尔沁沙地生态修复最有效的手段。长期监测表明，在科尔沁沙地，无论是流动沙

表3　退化沙质草地恢复不同阶段的土壤碳含量

Tab. 3　Soil carbon content at different stages during the restoration of degraded sandy grassland

土壤深度/cm	土壤碳含量/(g·kg^{-1})			
	流动沙丘(n=70)	半固定沙丘(n=50)	固定沙丘(n=31)	封育草地(n=14)
0~10	1.50±0.14aA	2.00±0.22bA	2.43±0.36cA	6.59±0.43dA
10~20	1.08±0.09aB	1.26±0.11aB	2.37±0.32bB	3.33±0.38cB

注：相同小写字母表示不同恢复阶段间的差异性在0.05水平上不显著，相同大写字母表示在同一恢复阶段不同土壤深度的差异性在0.05水平上不显著。



注：AB、R、SSL、BN、RSA、C_{0-10}和C_{10-20}分别表示地上生物量、根系生物量、地表凋落物、地下残体、根表面积、0~10 cm层土壤碳含量和10~20 cm层土壤碳含量。结构方程模型结果拟合度指数P、CFI、RMSEA及SRMR分别表示卡方检验的P值、拟合优势度指数、近似误差平方根和标准化残差均方根。

图4　退化沙质草地0~10 cm层(a)和10~20 cm层(b)土壤碳含量与植被的结构方程模型分析结果

Fig. 4　Structural equation model results of soil carbon content and vegetation in 0~10 cm layer (a) and 10~20 cm layer (b) of degraded sandy grassland

丘还是固定沙丘,长期(15 a)的围封均能促进植被盖度以及稳定性的显著增加[14]。围封试验结果表明,相对于未围封沙地,围封25 a以后,植被地上和地下生物量分别增加了20倍和22倍,0~100 cm层土壤有机碳和氮储量分别增加了1786 $g\cdot m^{-2}$和139 $g\cdot m^{-2}$[9]。围封8 a样地的土壤有机碳含量相对于连续放牧样地高72.6%[11]。本研究结果显示,无论是季节性禁牧形成的半固定沙丘和固定沙丘,还是长期围封禁牧的封育草地,其地上生物量、地下生物量以及凋落物的量均较流动沙丘有着显著的提升(表2)。另外,从土壤碳含量来看,随着退化沙质草地的恢复,土壤碳含量有着显著的增加(表3)。由此表明,从植被生产力和土壤碳含量方面来看,休牧、禁牧等生态恢复措施具有十分重要的作用。

3.2 土壤碳的影响因素

凋落物是土壤有机碳的主要来源,而凋落物的产生受植被生产力影响[15-17]。因此,地上生物量也被认为是解释土壤碳储量的最重要因子,这种关系已在森林[18-19]、草地[20-21]等生态系统中得到充分的验证。然而,在本研究中,0~10 cm层和10~20 cm层土壤碳含量均与地上生物量没有显著的关系(图4)。这可能与凋落物输入有关。凋落物是土壤有机质的直接来源之一,一方面凋落物通过物理或化学分解后直接形成土壤颗粒态有机碳[22];另一方面,凋落物通过微生物碳泵循环,与土壤中的矿物质相结合形成矿物结合态有机碳[22-23];同时,凋落物又是微生物代谢的碳源之一,影响着土壤微生物碳利用效率及微生物残体碳含量[22,24-25]。因此,凋落物的量与土壤碳含量呈显著的正相关关系[26],这在本研究中已得到了验证(图4)。在本研究区,强烈的风沙活动影响着凋落物的再分配[27]。同时,不同恢复梯度的地上植被对凋落物截获能力的差异形成了典型的凋落物源汇差异,这种凋落物再分配和源汇关系可能是导致地上生物量与土壤碳含量相关性不显著的主要因素[10]。因此,在后续的研究中,尤其是在区域碳收支的模型评估等方面,需要对这一过程进行考虑。

另外,除了地表凋落物及地下残体的输入以外,本研究还发现,植物根表面积对土壤碳含量有着显著的正效应(图4)。根表面积直接关系着根系分泌物的产生以及根际微生物活动等根际效应的强度[28]。已有研究表明,相对于地上部分,根系对土壤碳的贡献可能更大[29-31]。这可能是由于植物根系生长过程中可产生根系分泌物及其微生物活动等根际效应[28]。一方面,根系分泌物本身就是土壤和微生物的重要碳源;另一方面,根系分泌物可通过对根际微环境(pH、含水率等)的调控,影响着根际微生物的活动,从而影响着微生物残体碳以及矿物结合态碳的赋存状态[32-33]。由此表明,在退化沙质草地,根系活动可能对土壤碳积累有着一定的贡献。因此,后续关于退化沙质草地土壤碳积累的研究中需要考虑该过程,同时,区域尺度的碳收支评估等工作中需要考虑根表面积、根系长度等根系性状的影响。

4 结 论

通过科尔沁沙地生态恢复过程中植被生物量变化及其与土壤碳的分析,得出如下结论:

(1) 从土壤碳含量和植被生物量角度而言,围封是科尔沁沙地恢复的有效手段。随着退化沙质草地的恢复,植物地上生物量、地下生物量、地表凋落物、地下残体和土壤碳含量均显著增加。

(2) 0~10 cm层和10~20 cm层土壤碳含量均与地上生物量的关系不显著,植被的凋落物输入过程和根系生长过程均显著影响土壤碳含量,根表面积与地下残体生物量是影响土壤碳含量的重要因素。

参考文献(References):

[1] 王涛, 吴薇, 薛娴, 等. 近50年来中国北方沙漠化土地的时空变化[J]. 地理学报, 2004, 59(2): 203-212. [Wang Tao, Wu Wei, Xue Xian, et al. Spatial-temporal changes of sandy desertified land during last 5 decades in Northern China[J]. Acta Geographica Sinica, 2004, 59(2): 203-212.]

[2] 赵哈林, 赵学勇, 张铜会, 等. 科尔沁沙地沙漠化过程及其恢复机理[M]. 北京: 海洋出版社, 2003. [Zhao Halin, Zhao Xueyong, Zhang Tonghui, et al. Desertification Process and Its Restoration Mechanisms in the Horqin Sand Land[M]. Beijing: China Ocean Press, 2003.]

[3] 国家林业和草原局. 中国荒漠化和沙化状况公报[EB/OL]. [2015-12-29]. http://www.forestry.gov.cn. [National Forestry and Grassland Administration. Bulletin of the Desertification and Sandification State of China[EB/OL]. [2015-12-29]. http://www.forestry.gov.cn.]

[4] 国家林业和草原局. 我国荒漠化和沙化土地面积持续减少[EB/OL]. [2022-12-31]. http://www.forestry.gov.cn. [National Forestry and Grassland Administration. Bulletin of the Desertification and

Sandification State of China[EB/OL]. [2022-12-31]. http: //www.forestry.gov.cn.]

[5] 程磊磊, 却晓娥, 杨柳, 等. 中国荒漠生态系统: 功能提升、服务增效[J]. 中国科学院院刊, 2020, 35(6): 690-698. [Cheng Leilei, Que Xiao'e, Yang Liu, et al. China's desert ecosystem: Functions rising and services enhancing[J]. Bulletin of Chinese Academy of Sciences, 2020, 35(6): 690-698.]

[6] 朱教君, 郑晓. 关于三北防护林体系建设的思考与展望——基于40年建设综合评估结果[J]. 生态学杂志, 2019, 38(5): 1600-1610. [Zhu Jiaojun, Zheng Xiao. The prospects of development of the Three-North Afforestation Program (TNAP): On the basis of the results of the 40-year construction general assessment of the TNAP[J]. Chinese Journal of Ecology, 2019, 38(5): 1600-1610.]

[7] 赵学勇, 张春民, 左小安, 等. 科尔沁沙地沙漠化土地恢复面临的挑战. 应用生态学报, 2009, 20(7): 1559-1564. [Zhao Xueyong, Zhang Chunmin, Zuo Xiao'an, et al. Challenge to the desertification reversion in Horqin Sandy Land[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2009, 20(7): 1559-1564.]

[8] 罗永清, 李玉强. 基于"山水林田湖草沙生命共同体"理念的我国北方沙地治理模式探索[J]. 赤峰学院学报(自然科学版), 2022, 38(10): 1-5. [Luo Yongqing, Li Yuqiang. Exploration on the management mode of northern sandy land based on the concept of "Life community of mountains, rivers, forests, fields, lakes, grass and sand" [J]. Journal of Chifeng University (Natural Science Edition), 2022, 38(10): 1-5.]

[9] Li Y Q, Zhou X H, Brandle J, et al. Temporal progress in improving carbon and nitrogen storage by grazing exclosure practice in a degraded land area of China's Horqin Sandy Grassland [J]. Agriculture Ecosystems and Environment, 2012, 159: 55-61.

[10] Luo Y Q, Zhao X Y, Li Y Q, et al. Wind disturbance on litter production affects soil carbon accumulation in degraded sandy grasslands in semi-arid sandy grassland[J]. Ecological Engineering, 2021, 171: 106373.

[11] 罗永清, 赵学勇, 王涛, 等. 沙地植物根系特征及其与土壤有机碳和总氮的关系[J]. 草业学报, 2017, 26(8): 200-206. [Luo Yongqing, Zhao Xueyong, Wang Tao, et al. Plant root traits and its relationships with soil organic carbon and soil total nitrogen in degraded sandy grassland[J]. Acta Prataculturae Sinica, 2017, 26(8): 200-206.]

[12] Li Y Q, Zhao H L, Zhao X Y, et al. Effects of grazing and livestock exclusion on soil physical and chemical properties in desertified sandy grassland, Inner Mongolia, northern China[J]. Environmental Earth Sciences, 2011, 63: 771-783.

[13] 赵哈林, 周瑞莲, 赵学勇, 等. 科尔沁沙地沙漠化正、逆过程的地面判别方法[J]. 中国沙漠, 2008, 28(1): 8-15. [Zhao Halin, Zhou Ruilian, Zhao Xueyong, et al. Ground discriminance on positive and negative processes of land desertification in Horqin Sand Land [J]. Journal of Desert Research, 2008, 28(1): 8-15.]

[14] 詹瑾, 韩丹, 杨红玲, 等. 科尔沁沙地植被恢复过程中群落组成及多样性演变特征[J]. 中国沙漠, 2022, 42(2): 194-206. [Zhan Jin, Han Dan, Yang Hongling, et al. Evolution characteristics of vegetation community composition and diversity during the restoration of Horqin Sandy Land in 2005-2019[J]. Journal of Desert Research, 2022, 42(2): 194-206.]

[15] Sayer E J. Using experimental manipulation to assess the roles of leaf litter in the functioning of forest ecosystems[J]. Biological Reviews, 2006, 81: 1-31.

[16] Leff J W, Wieder W R, Taylor P G, et al. Experimental litterfall manipulation drives large and rapid changes in soil carbon cycling in a wet tropical forest[J]. Global Change Biology, 2012, 18: 2969-2979.

[17] Lajtha K, Bowden R D, Nadelhoffer K. Litter and root manipulations provide insights into soil organic matter dynamics and stability[J]. Soil Science Society of America Journal, 2014, 78: 261-269.

[18] Huyler A, Chappelka A H, Prior S A, et al. Influence of aboveground tree biomass, home age, and yard maintenance on soil carbon levels in residential yards[J]. Urban Ecosystems, 2014, 17: 787-805.

[19] Mehta N, Neeta R, Pandya N R, et al. Impact of rainfall gradient on aboveground biomass and soil organic carbon dynamics of forest covers in Gujarat, India[J]. Ecological Research, 2014, 29: 1053-1063.

[20] 丰思捷, 赵艳云, 李元恒, 等. 内蒙古典型草原表层土壤有机碳储量差异及影响因素[J]. 中国草地学报, 2019, 41(2): 116-120. [Feng Sijie, Zhao Yanyun, Li Yuanheng, et al. The differences and influencing factors of topsoil organic carbon storage in typical steppe of Inner Mongolia[J]. Chinese Journal of Grassland, 2019, 41(2): 116-120.]

[21] 程燕明, 马红彬, 马菁, 等. 不同放牧方式对荒漠草原土壤碳氮储量及固持的影响[J]. 草业学报, 2022, 31(10): 18-27. [Cheng Yanming, Ma Hongbin, Ma Jing, et al. Effects of different grazing patterns on soil carbon and nitrogen storage and sequestration in desert steppee[J]. Acta Prataculturae Sinica, 2022, 31(10): 18-27.]

[22] Lavallee J M, Soong J L, Cotrufo M F. Conceptualizing soil organic matter into particulate and mineral-associated forms to address global change in the 21st century[J]. Global Change Biology, 2020, 26: 261-273.

[23] Liang C, Schimel J P, Jastrow J D. The importance of anabolism in microbial control over soil carbon storage[J]. Nature Microbiology, 2017, 2: 17105.

[24] Cotrufo M F, Ranalli M G, Haddix M L, et al. Soil carbon storage informed by particulate and mineral-associated organic matter[J]. Nature Geoscience, 2019, 12(12): 989-994.

[25] Cotrufo M F, Soong J L, Horton A J, et al. Formation of soil organic matter via biochemical and physical pathways of litter mass loss [J]. Nature Geoscience, 2015, 8(10): 776-779.

[26] 刘源, 李晓晶, 段玉玺, 等. 库布齐沙漠东部植被恢复对土壤生态化学计量的影响[J]. 干旱区研究, 2022, 39(3): 924-932. [Liu

Yuan, Li Xiaojing, Duan Yuxi, et al. Effects of vegetation restoration on soil stoichiometry in the eastern Hobq Desert[J]. Arid Zone Research, 2022, 39(3): 924−932.]

[27] 王新源, 赵学勇, 李玉霖, 等. 科尔沁沙地沙丘生境单元凋落物运移特征[J]. 中国沙漠, 2016, 36(1): 167−173. [Wang Xinyuan, Zhao Xueyong, Li Yulin, et al. Characteristics of litter migration in habitat units of dunes in the Horqin Sandy Land[J]. Journal of Desert Research, 2016, 36, 167−173.]

[28] 尹华军, 刘庆. 西南亚高山森林根系分泌物生态学研究[M]. 北京: 科学出版社, 2019. [Yin Huajun, Liu Qing. Ecological Studies on Root Exudation of Subalpine Forest in Southwest China[M]. Beijing: Science Press, 2019.]

[29] Crow S E, Lajtha K, Filley T R, et al. Sources of plant-derived carbon and stability of organic matter in soil: Implications for global change[J]. Global Change Biology, 2009, 15: 2003−2019.

[30] Liu X F, Lin T C, Vadeboncoeur M A, et al. Root litter inputs exert greater influence over soil C than does aboveground litter in a subtropical natural forest[J]. Plant and Soil, 2019, 444: 489−499.

[31] Bolinder M A, Kätterer T, Andrén O, et al. Estimating carbon inputs to soil in forage-based crop rotations and modeling the effects on soil carbon dynamics in a Swedish long-term field experiment [J]. Canadian Journal of Soil Science, 2012, 92: 821−833.

[32] Chari N R, Taylor B N. Soil organic matter formation and loss are mediated by root exudates in a temperate forest[J]. Nature Geoscience, 2022, 15(12): 1011−1016.

[33] Keiluweit M, Bougoure, J J, Nico, P S, et al. Mineral protection of soil carbon counteracted by root exudates[J]. Nature Climate Change, 2015, 5(6): 588−595.

Changes in vegetation biomass and its relationship with soil carbon during restoration processes in degraded sandy grasslands

ZHOU Jing[1], SUN Yongfeng[2], DING Jieping[1], BAI Haojiang[3], MA Xiang[4], WANG Xuyang[3], Luo Yongqing[3]

(1. Gansu Academy of Eco-environmental Sciences, Lanzhou 730020, Gansu, China; 2. CSCEC AECOM Consultants Co., Ltd., Lanzhou 730000, Gansu, China; 3. Northwest Institute of Eco-environment and Resources, Chinese Academy of Sciences, Lanzhou 730000, Gansu, China; 4. Academy of Animal Science and Veterinary Medicine, Qinghai University, Xining 810016, Qinghai, China)

Abstract: The allocation pattern of plant biomass and its input into the soil are key processes for restoring degraded sandy grassland, especially regarding soil carbon accumulation. In this study, mobile dunes, semifixed dunes, fixed dunes, and fenced grasslands in Horqin Sandy Land at different restoration stages were investigated. By analyzing the biomass allocation of herbaceous vegetation, root traits, soil physicochemical properties, and their interrelations, it was found that the aboveground biomass, root biomass, surface litter, and underground necromass all increased significantly (P<0.05) with the extent of desertified grassland restoration. Compared to severely desertified mobile dunes, the total dry matter (biomass + litters) in semifixed dunes, fixed dunes, and fenced grasslands increased by 11.01%, 116.29%, and 151.18%, respectively. Similar to the changes in biomass, soil carbon content also increased significantly (P<0.05) with the extent of desertified grassland restoration, with a higher increase rate observed in the 0−10 cm layer than the 10−20 cm layer. Structural equation modeling indicated that the soil carbon content in the 0−10 cm layer was influenced by the surface litter mass, underground necromass, and root surface area. Conversely, soil carbon content in the 10−20 cm layer was affected only by underground necromass and root surface area. Moreover, the soil carbon content in both layers showed an insignificant relationship with aboveground biomass. In conclusion, the soil carbon content in degraded sandy grassland is primarily affected by litter input and root traits but has an insignificant relationship with aboveground biomass.

Keywords: degraded sandy grassland; soil carbon content; plant biomass; litter; root traits